

## Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803) am Ostufer des Attersees Überlebende Populationen durch anthropogene Isolation

ROMAN AUER  
A-4852 Weyregg 283

### Abstract

#### The Stone-crayfish (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803) Populations are surviving due to anthropogenic isolation

Dissertation University of Salzburg, Institute for Zoology, 2001

The crayfish of the Salzkammergut, like those in the whole of Europe, have been affected by the disease, *Aphanomyces astaci*. Numerous waters, which were once densely populated by crayfish (*Austropotamobius torrentium*) have managed to survive these deadly epidemics.

This dissertation has shown that, on the one hand, the key to the survival of these crayfish lies in the building of barriers in the order to isolate the populations ecologically, but that, on the other hand, we are still dealing with healthy populations that are rich in individuality. This is shown by the following facts:

When looking at the tested waters it can be seen that the problem only concerns small streams or ditches, which either flow directly into the Attersee or into one of the main tributaries, “Weyregger Bach” or “Alexenauer Bach”. In all of the 53 running waters which were examined, both the chemical water quality and the condition of the water coincided considerably. The only factor distinguishing the ditches containing most crayfish from those with least, is the measures taken in the building of the barriers at the mouth of the rivers.

A potential carrier of the disease, *Pacifastacus leniusculus*, could be proved to exist in the Attersee as a result of live catches found in eeltraps. It can be assumed that *Pacifastacus leniusculus* have also moved to the inflows to the lake, and that they have caused the stone- and the noble crayfish populations to die out, by infecting them with the disease (*Aphanomyces astaci*). Exeptions are the stone-crayfish populations, which were isolated even before the appearance of *Pacifastacus leniusculus* due to the structural measures taken. Some animals were still able to move away or washed away; infected specimens, but due to the barriers they were unable to return to their traditional biotop.

The study of a selected population of *Austropotamobius torrentium*, with regard to abundance, mobility, phenology, growth, population structure, preferred habitat and diseases, for example parasites, has shown the existence of a healthy and in fact very reproductive population, which is definitely not obsolete. It can therefore be concluded that these populations are in no way affected by complete isolation.

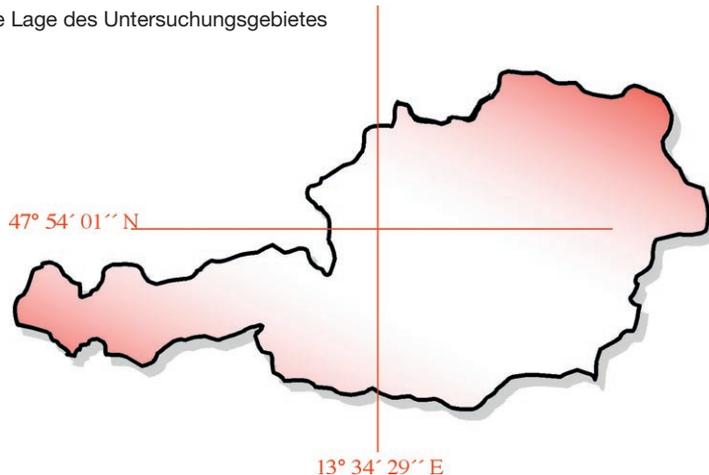
## 1. Einleitung

Die Tage der autochtonen Flußkrebarten in den Gewässern rund um den Attersee schienen gezählt zu sein. Sowohl der Edelkrebs (*Astacus astacus*) als auch der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium*) – laut zahlreicher Überlieferungen noch bis in die sechziger Jahre durchaus häufig anzutreffen – verschwanden spätestens Anfang der siebziger Jahre völlig aus den Zubringern des Sees. Doch in einigen abgeschiedenen kleinen Grabensystemen konnten offenbar einzelne Steinkrebspopulationen – unbehelligt vom Wüten der Krebspest – bis heute überleben. Die Frage nach dem Grund für die Existenz der in diesem Gebiet ausgestorben geglaubten Spezies bietet auf sehr paradoxe Weise Grundlagen zur Diskussion rund um die Verrohrung von Fließgewässern und wurde im Rahmen der vorliegenden Dissertation (Auer, 2001) behandelt.

## 2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt am Ostufer des Attersees, des größten zur Gänze zu Österreich gehörenden Sees am nordwestlichen Rand des Salzkammergutes. Die beprobten Gewässer befinden sich im Gemeindegebiet von Weyregg/Attersee (politischer Bezirk Vöcklabruck, Oberösterreich) mit den geographischen Koordinaten 47° 54' 01" nördl. Breite und 13° 34' 29" östlich von Greenwich (Abb. 1).

Abb. 1: Geographische Lage des Untersuchungsgebietes



Der Attersee liegt auf einer Seehöhe von 469,2 m ü. N. N. im Zentrum des oberösterreichischen Seengebietes. Geologisch gesehen liegt das Untersuchungsgebiet in der Flyschzone, die sich in einem schmalen Band entlang der Alpennordseite von Wien bis Vorarlberg zieht. Das Seebecken ist in der Würm-Eiszeit (–70.000 bis –10.000) durch Ausschürfung entstanden und hat sich im Laufe der darauffolgenden Warmzeit mit Wasser gefüllt. Ökologisch handelt es sich beim Attersee um einen typischen oligotrophen dimiktischen holomiktischen Voralpensee (Schwörbel, 1993).

Bei den im Rahmen der vorliegenden Dissertation untersuchten Wasserläufen handelt es sich mit wenigen Ausnahmen um Klein- und Kleinstfließgewässer, die in der bewaldeten voralpinen Hügellandschaft (Seehöhe bis max. 1090 m ü. N. N.) zwischen Atter- und Traunsee entspringen und entweder direkt in den Attersee entwässern oder in einen der beiden Hauptzubringer Weyregger Bach oder Alexenauer Bach münden (Abb. 2).

## 3. Material und Methoden

53 Gewässer wurden bezüglich eines möglichen Krebsbestandes untersucht, wobei in 25 nach dem Zufallsprinzip ausgewählten Gräben eine chemische Wasseranalyse vorgenommen wurde. Die chemische Begutachtung der Gräben sollte zeigen, wie weit die Wasserqualität als limitierender Faktor im Hinblick auf eine Krebspopulation gelten kann.



**Abb. 2:** Typisches Steinkrebsbiotop im Ortsgebiet von Weyregg

Vier voneinander unabhängige Gewässer wurden genauen chemischen, saprobiologischen und gewässerzustandsorientierten Analysen mit mehreren über das Jahr verteilten Probenahmen unterzogen. Zwei davon, der Krebsgraben und der Schachmahdgraben, wiesen dabei einen Bestand an Steinkrebsen auf, der Miesenbach und der Seeleitengraben enthielten keine Krebse. Neben chemischen Wasseranalysen und der Gewässergüteklassifizierung mittels Bioindikatoren (Moog, 1999; Patzner, 1996) wurde auch die Ökomorphologie aller als potentielle Krebsbiotope in Frage kommenden Bäche untersucht. Als Grundlage zur Erfassung der anthropogenen Beeinflussung der einzelnen Wasserläufe wurde die ökomorphologische Gewässerzustandsklassifizierung nach Werth (1987) herangezogen. Primär wird dabei der Natürlichkeitsgrad eines Wasserlaufes beurteilt, wobei unter Natürlichkeitsgrad die auf strukturell-morphologische Verhältnisse beschränkte Einflußnahme des Menschen auf das Ökosystem oder die Biozönose zu verstehen ist (Pucsko, 1995).

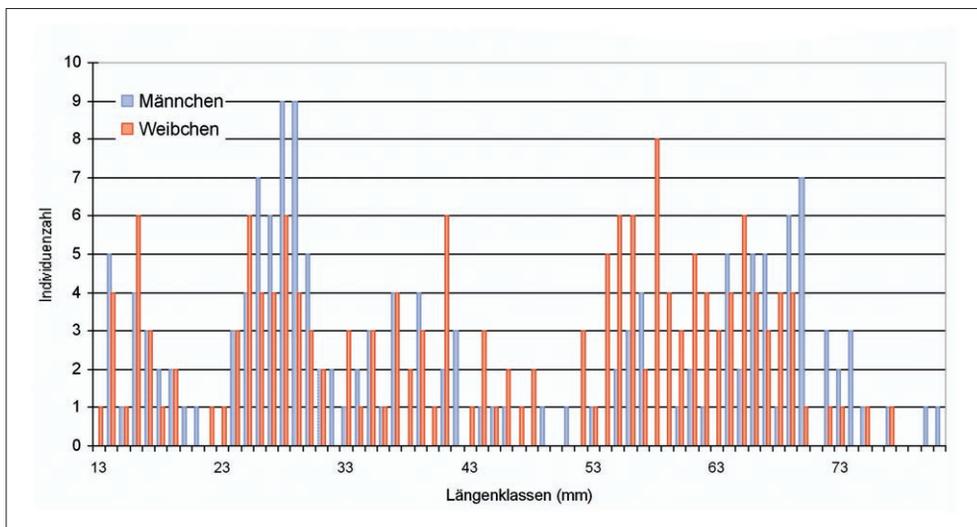
Zur Erhebung der Populationsdichte wurden im Schachmahdgraben drei für das gesamte Gewässer charakteristische und zugleich repräsentative Probestellen ausgewählt. Diese Kontrollstrecken zeichnen sich durch einen sehr heterogenen Aufbau aus. Sie enthalten mehrere Abstürze, deren Reichtum an Hohlräumen in besonderem Maße von den Krebsen genutzt wird, sowie flache Fließstrecken mit vereinzelt liegenden größeren Steinen. Diese Flachwasserzonen werden vor allem von Jungtieren frequentiert. Die verstreuten großen Steine bleiben allerdings in erster Linie den größeren Krebsen als Tagesverstecke vorbehalten.

Die einzelnen Gewässerabschnitte wurden an einem Tag je vier mal unmittelbar hintereinander besammelt, wobei jeder Stein, der potentiell als Unterschlupf dienen konnte, per Hand umgedreht wurde. Auch die Abstürze wurden per Hand vorsichtig Stein für Stein auseinandergenommen und nach Krebsen abgesucht. Besonders wurde darauf Bedacht genommen, das Öffnen der Steine gegen die Fließrichtung vorzunehmen, zumal nur so die zwangsläufig entstehende Trübung verhindert werden konnte. Die Trübung hätte unter Umständen dazu führen können, daß einzelne Tiere übersehen worden wären.

Die Besammlung wurde bei Niedrigwasser in den Monaten August und September durchgeführt. Alle Krebse der einzelnen Begehungen wurden vorerst in einem Eimer mit Frischwasser gehältert, anschließend vermessen (Daten wurden auch für andere Erhebungen verwendet) und gezählt. Nach Abschluß der vierten Begehung und Absammlung wurde die Gewässerstruktur des untersuchten Sektors so weit wie möglich wiederhergestellt und die Krebse zurückgesetzt.

Zur Berechnung der Abundanz wurden ausschließlich Krebse, die eine minimale Rostrum-Telson-Länge von 35 mm aufwiesen, herangezogen. Der Grund liegt darin, daß es kaum möglich war, die ein- und zweisömmrigen Krebse per Hand annähernd vollständig abzusammeln. Das Gesamtergebnis wäre durch die deutlich geringere Fangbarkeit der Klein- und Kleinstkrebse also stark verfälscht worden, so daß sie wie in den meisten Populationsanalysen (Kappus, 1995; Streissl, 1998) ignoriert wurden.

Zur Auswertung der Ergebnisse wurde die Methode des Removal Trapping (Blower et al., 1981), oder auch Regressionsmethode genannt (Bohl, 1992), gewählt. Dieses Verfahren dient zum Abschätzen der Individuenzahl und darf nicht als präzise Zählung des Bestandes erachtet werden.



**Abb. 3:** Größenklassen einer Steinkrebspopulation

Das Prinzip des Removal Trapping besteht darin, innerhalb einer Population mehrere Fänge durchzuführen, wobei die gefangenen Exemplare nicht wieder zurück gesetzt werden. Daraus resultiert bei den Folgefängen eine permanent abnehmende Individuenzahl. Die Ergebnisse der Einzelfänge werden in ein Diagramm eingetragen, wobei auf der Abszisse die Gesamtanzahl der gefangenen Tiere und auf der Ordinate die Individuenzahl der Einzelfänge aufgetragen wird. Legt man nun eine Regressionsgerade durch die erhaltene Punktwolke, kann der Schnittpunkt dieser Geraden mit der x-Achse als die Gesamtanzahl der im beprobten Abschnitt vorkommenden Krebse interpretiert werden. Dieser Punkt wird theoretisch bei jenem Fangversuch erreicht, dessen Fangquote 0 beträgt, da alle Tiere bereits entnommen sind.

#### 4. Ergebnisse

Die Größenverteilung der Individuen innerhalb einer Population gibt Auskunft über zwei wesentliche Kenngrößen eines Krebsbestandes. Zum einen können Aussagen über die Reproduktionsfähigkeit einer Population getroffen werden, zum anderen lassen sich über die Erhebung der durchschnittlichen Längen der einzelnen Jahrgänge Schlüsse über die Wachstumsbedingungen des Habitats ziehen. Darüber hinaus kann eine mögliche Überalterung des Bestandes diagnostiziert werden. Wie aus Abb. 3 ersichtlich, trifft eine Bestandesüberalterung auf die vorliegende Krebspopulation nicht zu. Zwei Peaks treten relativ klar hervor. Zum einen ist eine hohe Anzahl an Jungkrebse zu verzeichnen, zum anderen läßt sich ein gesicherter Bestand an mittelalten, also reproduktionsfähigen Krebsen (Abb. 4) erkennen. Sehr alte Individuen sind nur vereinzelt anzutreffen.

Die Wachstumsbedingungen des untersuchten Steinkrebshabitates scheinen nicht optimal zu sein. Wahrscheinlich aufgrund diverser ungünstiger abiotischer Umwelteinflüsse (Temperatur, Substrat etc.) werden in den einzelnen Größenklassen vergleichsweise geringe Gesamtkörperlängen erreicht (Eichert & Wetzlar, 1988). Die Rostrum-Telsonlängen der Sömmerlinge sind zwar für einen kleinen kühlen Bach durchaus normal (Pekny, 2000; persönliche Mitteilung), ab der Klasse der 2-sömmerigen sind jedoch im Vergleich mit Studien in anderen Steinkrebspopulationen (Streissl, 1998) deutliche Längenunterschiede zu erkennen.

Grundsätzlich liegt in den untersuchten Habitaten ein gesunder, reproduktionsfähiger und nicht überalterter Krebsbestand vor, wobei in allen Altersklassen ausreichend Individuen vertreten sind. Eine beachtliche Dichte von mittelalten Krebsen läßt eine hohe Nachwuchsrate erwar-



Abb. 4: Steinkrebsmännchen während der Paarungszeit

Foto: C. Kapeller

ten, die zur Sicherung des Bestandes beiträgt. Eine große Anzahl von 1-, 2- und 3-sömmrigen Jungkrebse ist ein Garant dafür, auch in Zukunft eine intakte individuenreiche Population aufrecht erhalten zu können.

## 5. Diskussion

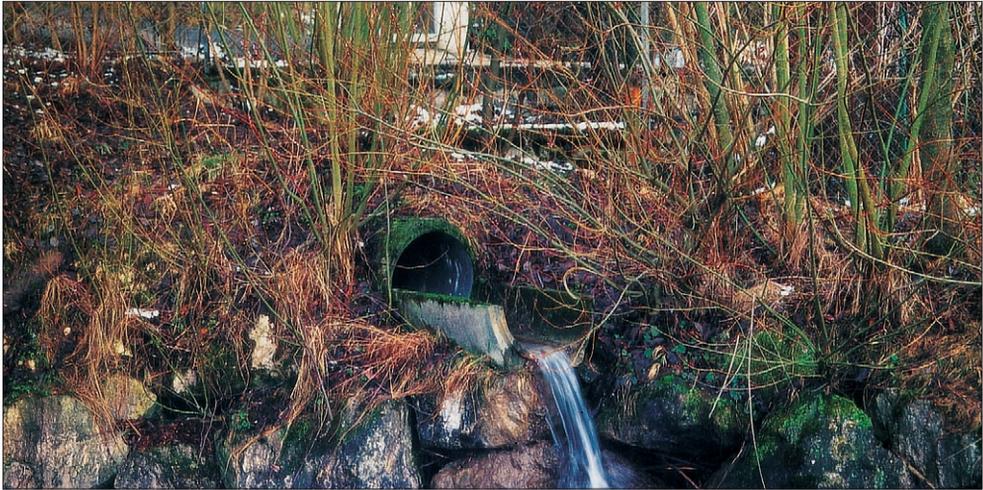
### 5.1 Anthropogene Einflußnahme auf die Krebsbiotope

Im Zuge der Gewässerkartierung und -beurteilung hinsichtlich ihrer Eignung als Krebsbiotope wurde offensichtlich, daß im gesamten Untersuchungsgebiet nur anthropogen manipulierte Fließgewässer tatsächlich einen Steinkrebsbestand aufweisen.

Die untersuchten Krebsgewässer zeigten z. B. Uferverbauungen, Veränderungen der Ufervegetation oder in erster Linie Verrohrungen (Abb. 5).

Besonders Letztgenannte stehen in einem gleichermaßen interessanten wie auch grotesken Zusammenhang mit dem Überleben einiger Krebspopulationen. Gerade durch die Zerstörung jeglicher natürlicher Strukturen im Bereich der Mündung in Form einer Verrohrung wurde eine künstliche Barriere zwischen dem Wohngewässer der Krebspopulation und den übrigen Fließgewässern geschaffen, die für Krebse flußabwärts zwar passierbar ist, in umgekehrter Richtung allerdings nicht. Einzelne Individuen, vor allem Vertreter der kleineren Größenklassen, können durch Abdrift bei Hochwasser oder aktive Emigration in den See gelangen. Maßgeblich ist aber die Tatsache, daß nach einer eventuellen Infektion mit *Aphanomyces*-Sporen im See ein Rückaufstieg in das ursprüngliche Biotop verwehrt bleibt. Es erfolgte also eine völlige Isolation der besagten Populationen, die gleichzeitig auch eine Übertragung der im Attersee latent vorhandenen Krebspest verhinderte.

Begründet kann die Isolationstheorie damit werden, daß, wie bereits erwähnt, alle untersuchten Gewässer bemerkenswerte Konkordanzen bezüglich Gewässerstruktur, Wasserchemie, Wasserqualität und der Zusammensetzung der Biozönosen aufweisen. Alle 53 untersuchten Fließgewässer sind bezüglich der oben zitierten Parameter potentielle Steinkrebsbiotope, aber in nur 11 konnten tatsächlich Krebse nachgewiesen werden. Der einzige wesentliche Unterschied zwischen den untersuchten Bächen und Gräben ist im Bereich der Mündung zu finden. Alle krebsführenden Gewässer münden in Form einer für Krebse unpassierbaren Verrohrung entweder direkt in den Attersee oder in einen der Hauptzubringer. Die wahrscheinlich in den Jahren zwischen 1960 und 1970 in den Attersee gelangten Signalkrebse (Ecker, persönliche Mitteilung) übertrugen die Krebspest auf bislang noch existente Krebsbestände in den Zuflüssen des Sees und verursachten in relativ kurzer Zeit deren Untergang. Die Infektion übertrug sich



**Abb. 5:** Verrohrte Mündung eines Krebsgrabens

von einem Tier auf das nächste und drang so bis in die Quellregionen der kleinsten Zubringer vor. Einzig die Populationen in den Gewässern mit verrohrter Mündung blieben aus oben genannten Gründen bis heute verschont. Eine Infektion mit *Aphanomyces astaci* war und ist auf natürlichem Wege nicht möglich, zumal die dafür notwendigen Vektoren, in diesem Fall infizierte Krebse, von einer künstlichen Barriere, der Verrohrung, aufgehalten werden.

### **5.2 Einbau von Verrohrungen als Voraussetzung für Wiederbesatz?**

Natürlich könnte man nun schlussfolgern, daß der Einbau von Verrohrungen in potentielle Krebsgewässer das Erfolgsrezept für den Wiederbesatz mit heimischen Dekapoden sei. Um jeglicher Euphorie vorzubeugen, hier einige Gedanken dazu.

Seit den siebziger Jahren hat sich im Attersee und in einigen seiner Zuflüsse, insbesondere im Gemeindegebiet von Attersee und Seewalchen, ein gesicherter individuenreicher Bestand von *Pacifastacus leniusculus* etabliert. Einige persönliche Gespräche mit Badegästen und einem Berufsfischer in Seewalchen bestätigen diese Theorie. Nun ist aufgrund der enormen Anpassungsfähigkeit und Fruchtbarkeit des Signalkrebse zu erwarten, daß sich die Individuendichte der Seepopulation im Laufe der Zeit noch erhöhen wird. Die fatale Konsequenz ist ein unvermeidlicher Anstieg der Sporendichte von *Aphanomyces astaci*. Und an dieser Stelle muß eine weitere Unbekannte diskutiert werden. Der Attersee weist wie die meisten großen Seen der Umgebung eine bemerkenswerte Dichte an Wasservögeln auf. Nun ist es bekannt, daß Enten sich speziell in der Brutzeit in Waldgebiete abseits der Seefläche zurückziehen und auf diesem Wege auch potentielle Krebsbiotope frequentieren. Bekannt ist auch die Tatsache, daß sie in ihrem Gefieder durchaus Sporen des Krebspesterreger aus infizierten Gewässern mit sich tragen und mit dieser tödlichen Fracht Krebsbestände liquidieren können. Es müssen demnach bei möglichen Besatzmaßnahmen von Krebsbiotopen neben der Isolation der Bestände auf dem Wasserwege durch wie auch immer geartete Baumaßnahmen noch weitere Parameter wie die Dichte der Entenvögel im Zusammenhang mit der Sporendichte von *Aphanomyces astaci* in Betracht gezogen werden. Eine auf Dauer erfolgreiche Neubesiedelung von einst reich besetzten größeren Krebsgewässern mit heimischen Arten wird folglich in erster Linie von der Entwicklung der Signalkrebse im Attersee abhängen und der damit verbundenen Sporendichte von *Aphanomyces astaci*. In weiterer Folge wird auch die Entwicklung der Wasservogelpopulation eine Rolle spielen. Zu hoffen bleibt, daß zumindest die wenigen rezenten Steinkrebsvorkommen weiterhin von der Krebspest verschont bleiben – sie bewohnen Gewässer, die aufgrund ihrer Kleinheit und Abgeschlossenheit für Wasservogel derzeit wenig interessant zu sein scheinen.

## 6. Resümee

Der Steinkrebs ist und bleibt an den Ufern des Attersees eine massiv vom Aussterben bedrohte Spezies. Vor allem durch die hohe Dichte an Wasservögeln in Kombination mit dem sich ausbreitenden Signalkrebs ist der Fortbestand der rezenten Populationen ungewiß. Hinsichtlich der Erhaltung der Artenvielfalt in heimischen Gewässern sollte unbedingt versucht werden, die noch vorhandenen Steinkrebsbestände zu bewahren und womöglich die erfolgversprechenden potentiellen Krebsbiotope wieder zu besetzen. Für einen Besatz mit Steinkrebsen würden sich einige Gräben im Einzugsgebiet von Weyregger Bach und Alexenauer Bach eignen. Sie wurden im Zuge des Straßen- und Forstwegebaues mit Betonrohren versehen und weisen somit die zur Vermeidung einer *Aphanomyces*-Infektion unbedingt notwendige Migrationsbarriere zwischen See und Wohngewässer auf. Daß sich in solchen Kleingewässern ein gesunder Bestand an Steinkrebsen aufbauen und auch halten kann, beweisen die zahlreichen bestehenden Populationen.

Die Zukunft des Steinkrebses am Attersee wird aber zwangsläufig im Zusammenhang mit der Entwicklung der Signalkrebspopulation und des Enten- und Wasservogelbestandes zu sehen sein. Bevor Wiederbesatzmaßnahmen ins Auge gefaßt werden, wäre es daher sehr hilfreich, eine Populationsanalyse des Signalkrebses im Attersee durchzuführen, um eventuell Schlüsse auf die weitere Entwicklung dieser Krebsart ziehen zu können.

Nüchtern betrachtet steht das Überleben des Steinkrebses in den Zuflüssen des Attersees unter keinem günstigen Stern. Doch die negativen Vorzeichen sollten nicht davon abhalten, alles daran zu setzen, die letzte heimische Flußkrebssart in den Gewässern rund um den Attersee vor dem Verschwinden zu bewahren.

### Danksagung

AO. Prof. Dr. Robert PATZNER für die Betreuung der Arbeit.

Herrn PEKNY für sehr hilfreiche Informationen bezüglich des Wachstums von Krebsen.

Herrn Horst ECKER, Fischermeister in Seewalchen, für das Aushändigen lebender Signalkrebse und viele fachliche Hinweise bezüglich einiger Krebsvorkommen.

Herrn LOHNINGER, Straßenmeister in Timelkam, für Informationen in bezug auf die Verrohrungen in der Attersee-Bundesstraße.

Herrn Dipl.-Ing. Christoph KAPPELLER für die Fotografien der markierten Steinkrebse.

Der Bevölkerung der Ortschaft Bach für zahlreiche wertvolle Gespräche.

### LITERATUR

AUER, R., 2001: Der Steinkrebs (*Austropotamobius torrentium* SCHRANK 1803) am Ostufer des Attersees – überlebende Populationen durch anthropogene Isolation. Dissertation an der Universität Salzburg, Institut für Zoologie.

BLOWER, J. G., L. M. COOK & J. A. BISHOP 1981: Estimating the size of animal populations. – George Allen & Unwin Limited, London.

BOHL, E., 1992: Bewertung von Krebsbeständen in natürlichen Gewässern – methodische Ansätze, Grundlagen. – Vierteljahrszeitschrift, Hrsg. Sachverständigenkuratorium, SVK, 10: 2.

EICHERT, R. & H. WETZLAR, 1988: Die Zehnfüßigen Krebse Mitteleuropas. – Hrsg.: Regierungspräsidium Tübingen.

KAPPUS, B. M. & T. PEISSNER, 1995: Der Steinkrebs im Elsenbach auf Gemarkung der Stadt Stuttgart. – Schriftenreihe des Amtes für Umweltschutz 5/1995.

MOOG, O., 1999: Richtlinien zur Bestimmung der saprobiellen Gewässergüte von Fließgewässern. – Hrsg.: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien.

PATZNER, R., 1996: Untersuchung von Makrozoobenthos – Vergleich von zwei Probenahmen. – BUFUS (Biologische Unterwasserforschungsgruppe Universität Salzburg), Salzburg.

PUCSKO, R., 1995: Gewässerzustandskartierungen in Oberösterreich – Bd. 18: Osternach. – Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserbau, Linz.

SCHWOERBEL, J., 1993: Einführung in die Limnologie. – Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart.

STREISSL, F., 1998: Populationsbiologie, Phänologie und Habitatpräferenz des Steinkrebses im Biberbach (Niederösterreich). – In: Eder, E. & Hödl, W. (Hrsg.): Flußkrebse Österreichs. – Stapfia 137: 43–54.

WERTH, W., 1987: Ökomorphologische Gewässerbewertung in Oberösterreich (Gewässerzustandskartierung): – Österreichische Wasserwirtschaft 39: 122–128.

Kontaktadresse:

Dr. Roman Auer, A-4852 Weyregg 283; [auer@eduhi.at](mailto:auer@eduhi.at)

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Österreichs Fischerei](#)

Jahr/Year: 2002

Band/Volume: [55](#)

Autor(en)/Author(s): Auer Roman

Artikel/Article: [Der Steinkrebs \(\*Austropotamobius torrentium\* SCHRANK 1803\) am Ostufer des Attersees Überlebende Populationen durch anthropogene Isolation 268-274](#)